

Precipitation-Filtering Method for Reuse of Uranium Electrokinetic Leachate

우라늄 오염 동전기 침출액의 재이용을 위한 침전-여과 방법

Gye-Nam Kim¹⁾, Dong-Bin Shon, Hye-Min Park, Ki-Hong Kim, Ki-Won Lee and Jeik-kwon Moon

Korea Atomic Energy Research Institute, 1045 Daedeokdaero, Yuseong-gu, Daejeon

김계남¹⁾, 손동빈, 박혜민, 김기홍, 이기원, 문제권

한국원자력연구원, 대전광역시 유성구 대덕대로1045

(Received February 25, 2011 / Revised March 24, 2011 / Approved May 23, 2011)

Abstract

A large volume of uranium electrokinetic leachate has been generated during the electrokinetic decontamination to remove uranium from contaminated soil. The treatment technology for the reuse of the uranium leachate was developed. The concentration of uranium in the generated uranium leachate was 180 ppm and concentrations of Mg(II), K(I), Fe(II), and Al(III) ions ranged from 20 ppm to 1,210 ppm. The treatment process for uranium leachate consisted mainly of mixing and cohesion, precipitation, concentration, and filtration. In order to obtain the pH=11 of a precipitate solution, the calcium hydroxide needs to be 3.0g/100ml and the sodium hydroxide needed to be 2.7g/100ml. The results of several precipitation experiments showed that a mixture of NaOH+0.2g alum+0.15g magnetite was an optimal precipitant for filtration. The average particle size of precipitate with NaOH+alum+0.15g magnetite was 600 μ m. Because the total value of metal concentrations in supernatant at pH=9 was the smallest, sodium hydroxide should be added with 0.2g alum and 0.15g magnetite for pH=9 of leachate.

Key words : uranium, electrokinetic, leachate, cohesion, precipitation, filtration

요약

우라늄 오염토양을 동전기제염 시 많은 양의 동전기 침출액이 발생한다. 발생된 우라늄 침출액을 재이용하기 위한 처리기술이 개발되었다. 동전기제염 시 발생된 우라늄침출액 내의 우라늄농도는 180 ppm이었고, Mg(II), K(I), Fe(II), Al(III) 농도는 20 ppm~1,210 ppm이었다. 우라늄침출액의 최적 처리공정은 혼합, 응집, 침전, 농축, 그리고 여과로 구성된다. 침전액의 pH를 11로 맞추기 위해, calcium hydroxide는 3.0g/100ml 그리고 sodium hydroxide는 2.7g/100ml이 필요했다. 여러 침전실험 결과 NaOH+0.2g alum+0.15g magnetite가 여과를 위한 최적 침전혼합제로 선정되었다. NaOH+0.2g alum+0.15g magnetite 투입 시 침전입자의 평균크기는 600 μ m이었다. pH=9에서 침전 후 상등액에 총 금속농도가 가장 낮았기 때문에, 최적 침전을 위하여 먼저 0.2g/100 ml alum와 0.15g/100ml magnetite 투입한 후

1) Corresponding Author. E-mail : kimsum@kaeri.re.kr

pH=9일 때까지 sodium hydroxide을 투입하여야 한다.

중심단어 : 우라늄, 동전기, 침출액, 응집, 침전, 여과

I. 서론

동전기 기술은 낮은 투수능의 토양에서도 높은 중금속 제거 효율을 갖기 때문에, 오염토양 정화의 중요한 기술들 중의 하나이다. 우라늄에 오염된 토양에 동전기 공정을 적용했을 때, 많은 양의 동전기 침출액이 발생하므로 발생된 우라늄 침출액을 재이용하기 위한 처리기술의 개발이 필요하다.

동전기 침출액 내의 uranyl ion (UO_2^{2+})은 pH 11에서 ammonium hydroxide solution에 의해 침전된다[1]. Fe(III)과 Cr(III)이온은 거의 완전히 침전되지만, Ni(II)와 Cu(II) 이온의 침전율은 낮다. Al(III)이온을 제외한 모든 금속이온은 NaOH 용액에 의해 pH 13이하에서 효과적으로 침전되며, Al(III)이온은 pH 13에서 침전된다. 우라늄은 pH가 증가할 때 급속히 제거되지만, 퇴적물 존재 시 낮은 pH (~ 4)에서 제거된다[2]. 지하수와 퇴적물 내의 U와 Tc의 주요형태는 U(VI)와 Tc(VII)이다[3-4]. 그러나 uranyl은 낮은 pH에서 높은 농도의 질산염과 황산염하에서 $UO_2NO_3^+$, UO_2SO_4 , 그리고 $UO_2(SO_4)_2^{2-}$ 를 형성할 수 있다[3, 5-9]. U(IV)와 Tc(IV)는 강한 환원조건하에서 쉽게 입자간 반응으로 고정화된다[3-4]. 생성물의 특성과 환경 문제 때문에, 우라늄 침전제로 과산화수소의 사용은 상당한 주의가 필요하다[10]. 침전제로 과산화물사용 시 용액의 pH, 온도, 침전기간은 우라늄과산화물 생성에 매우 중요한 요소이다[11]. 핵연료주기에서 음이온 교환수지는 광석 침출액으로부터 우라늄회수에 사용되어 왔다. 우라늄광석은 황산용액에 용해되고 침출액 내의 우라늄산화물은 음이온 교환수지에 의해 다른 금속이온으로부터 분리 회수된다[12-13]. 또한, amidoxime group을 포함하고 있는 chelating polymer adsorbents는 chelate를 형성하기 위한 그들의 선택성과 특성 때문에 우라늄분리에 상당한 관심을 받고 있다[14-16]. 최근 여러 연구자들은 U와 Th의 분리를 위해 octadecyl silica membrane disk[17], empore chelating resin disk[18], TEVA resin [19-20], Dowex IX8, 그리고 Dowex 50WX [21-22]를 사용하였다. Uranyl ion의 선택적 결합에 관한 연구가 crosslinked polystyrene에 부착된 2,2-dihydroxybenzene [23], molecularly impregnated chelex-100 polymer [24], 그리고 chelating resin containing 4-(2-thiazolyazo) resorcinol functional group과 polypyrrole resin [25-26]을 사용하여 수행

되었다. 또한 국내 핵연료 가공시설에서 발생하는 방사성 액체폐기물을, 방출 허용치 이하로 안전하게 처리하여 일반 환경으로의 영향을 방지하고 작업자 안전을 도모하기 위하여 특정 응집제($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$)를 선택하여 적절한 투입량을 찾는 연구가 진행되었으며[27], 다량으로 발생하는 액체폐기물을 처리하는 시스템의 성능을 향상시키기 위해 정밀여과막(MF)이나 역삼투(RO)막을 사용한 사례도 찾아볼 수 있다[28].

본 연구에서는 우라늄 오염 토양을 정화하기 위해 동전기 정화 시 발생된 동전기 침출액 처리기술을 개발하였다. 첫째로, 동전기 침출액의 오염특성에 적합한 처리공정을 도출하였고, 둘째로, 실험실규모 침전-여과 장치를 제작하여 침전 후 침전입자의 크기를 SEM (Scanning Electron Microscope, JSM-5200)으로 측정하고, 여과 후 여과액 내의 금속농도를 분석하여 침전제와 응집제의 종류 선정과 투입량, 응집제와 첨가제의 종류 및 농도, 그리고 적정 pH 등 최적실험조건을 도출하였다.

II. 재료 및 방법

Fig. 1과 같이 제작된 동전기 정화장치를 사용하여 200 L 드럼의 우라늄 오염 토양을 정화할 때 약 800~1,000 L 침출액이 발생했다. Fig. 2는 동전기정화 동안 발생된 우라늄 동전기 침출액의 주요 금속의 농도를 보여준다. 침출액내의 평균 우라늄농도는 180 ppm이고, 다른 금속의 평균 농도는 20 ppm~1,210 ppm이다. 특히 알루미늄의 농도는 1,210 ppm으로 가장 높았다. 토양에 따라 금속이온 농도는 거의 일정하고 오염된 우라늄 농도는 약간의 변화가 있지만, 전체 금속농

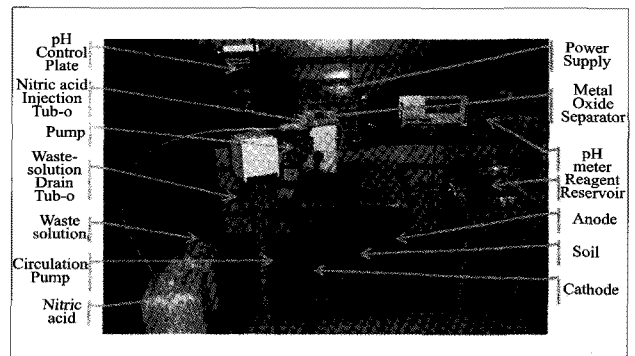


Fig. 1. Electrokinetic equipment for soil decontamination.

도에 비해 차지하는 비율이 작으므로 위의 값들은 우라늄도양 침출액의 평균 금속이온 농도로 간주할 수 있다.

위와 같이 발생된 침출액의 금속이온 농도가 높기 때문에, 처리공정으로 이온교환법 사용 시 많은 폐수자가 발생하기 때문에, 침전-여과법을 선정하였다. 동전기 침출액을 침전-여과 시키기 위해 Fig. 3과 같이 실험실 규모 시약 혼합조, 응집조, 여과조, 농축조, 가압여과조를 제작하여 시약혼합조에서는 수산화물을 첨가하였고, 응집조에서는 Alum과 첨가제를 첨가하여 침전물을 응집하였고, 여과조에서는 침전액으로부터 침전슬러지를 분리했다. 침전조에서는 침출액내의 금속을 침전시키기 위해 일반적으로 sodium hydroxide 또는 ammonium hydroxide가 사용된다. 또한 가격이 저렴한 calcium hydroxide도 침전제로서 고려될 수 있다.

우라늄 침출액으로부터 우라늄 제거효율을 평가하기 위해, sodium hydroxide (DUKSAN-KOREA, 93.0%)가 침전제로 사용되었고 aluminum sulfate(DC chemical, 51-57.5%)가 응집제로 사용되었다. 또한, 침전입자의 크기를 증가시키기 위해 ferric hydroxide(JUNSEI-JAPAN, 99-100.0%), magnetite (SHOWA-JAPAN, 98.0%), 그리고 polyacrylamide (XITAO-CHINA, 88%, solid contents)가 응집첨가제로 사용되어 각각의 응집능력이 평가되었다.

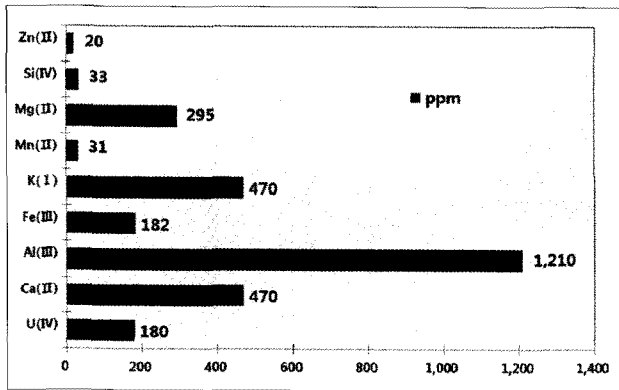


Fig. 2. Concentrations of major metals in uranium electrokinetic leachate.

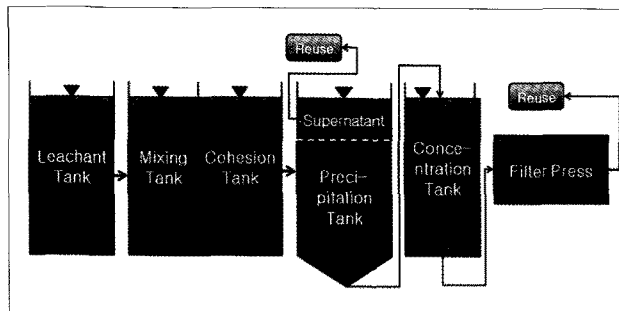


Fig. 3. Treatment process for uranium electrokinetic leachate.

침전입자의 크기는 SEM에 의해 측정되었다. SEM 고체 표본의 표면에서 다양한 신호를 발생시키기 위해 높은 에너지의 전자빔을 사용한다. SEM 측정순서는 다음과 같다. 침전입자 샘플링, 탈수, 실린더형 표본 위쪽 표면에 고착, JEOL JFC-1200에 의해 얇은 금으로 코팅, 그리고 SEM 촬영이다.

침출액, 여과액, 그리고 상등액에 금속농도는 ICP-AES로 측정된다. ICP토치에 샘플 주입은 concentric scott-type spray chamber를 가진 concentric glass nebulizer를 사용한다. 샘플용액은 peristaltic pump를 사용하여 1 ml/min로 주입된다. 흡광도 측정은 4회 독립 측정 후 평균값을 사용한다. 빈 샘플이 플라즈마로 주입되어 Beer-Lambert법을 적용하여 ground state analyte atoms에 의해 흡광도가 계산된다. 검출한계는 background noise rate에 대한 흡광도 신호에 대한 용액농도를 작도(plotting)하여 결정된다. 각 측정값은 10회 독립 측정값의 평균값이다.

III. 결과 및 논의

가. 우라늄 침출액 처리공정 도출

동전기 우라늄 침출액 내의 높은 농도의 우라늄 때문에 침전-여과 공정을 선정하였다. 이 침출액의 처리공정은 혼합과 응집, 침전, 농축, 그리고 여과로 구성된다. 침출탱크는 동전기장치로부터 방출된 우라늄 침출액을 저장한다. 침출액과 침전제는 혼합탱크에서 혼합된다. Alum과 첨가제가 응집탱크에서 첨가된다. 금속산화물들이 침전탱크에서 침전되며 침전조 임펠러의 최적 RPM은 60~90이다, 상등액은 동전기 전해액으로 재이용되기 위해 동전기장치로 보내진다. 침전액을 일정량 모으기 위해 농축탱크로 보내지며, 일정한 부피로 모아진 침전액은 한 번에 일정량으로 3um의 여과포로 만들어진 필터프레스로 보내진다. 필터프레스로부터 여과액은 동전기 전해액으로 재이용하기 위해 동전기장치로 보내진다. 여과포 표면 위에 걸러진 금속수산화물들은 처분을 위해 방사성폐기물 200 L 드럼에 넣어진다.

나. 최적침전제 선정

Table 1은 우라늄 침출액을 sodium hydroxide와 ammonium hydroxide로 침전시킨 후 상등액에 금속농도를 보여준다. Ammonium hydroxide에 의한 침전 시 상등액에 약간의 U(IV)이온이 제거되지 않았고, 약간의 Ca(II)이온, Al(III)이온, Mg(II)이온, Si(V)이온, 그리고 Zn(II)이온이 남았다. 한편, sodium hydroxide에 의한 침전 후 여과액 내의 총 잔류 금속농도는 ammonium

Table 1. Metal concentrations after precipitation with NaOH and NH₄OH.

Metal	NaOH				NH ₄ OH	Original Leachate
	pH=7	pH=9	pH=11	pH=13	pH=11	
U(VI)	0.2	<0.2	<0.2	4.7	0.4	180
Ca(II)	474	350	8.2	<0.1	1.1	470
Al(III)	<0.2	<0.2	43.3	1.2	8.9	1210
Fe(III)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	182
K(I)	240	390	320	400	260	470
Mn(II)	6.1	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	31.3
Mg(II)	286	104	<0.1	<0.1	1.6	295
Si(V)	3.5	3.6	-	-	11.0	33.3
Zn(II)	0.23	-	-	-	4.0	20.3

hydroxide에 의한 것보다 많았다. Sodium hydroxide에 의한 침전 후 잔류 금속농도는 pH 11에서 가장 높았고 상등액에 U(IV)이온은 0.2 ppm이하로 제거되었고, 약간의 Ca(II)이온과 Al(III)이온만 남았다. 그러므로 처리된 침출액을 우라늄오염 토양 동전기제염 시 재이용하기 위해 sodium hydroxide가 ammonium hydroxide보다 침전제로 좀 더 적합함을 알 수 있었다.

Fig. 4와 Fig. 5는 calcium hydroxide과 sodium hydroxide의 투입량에 따른 pH 변화를 보여준다. 침전 용액의 pH가 11에 도달하기 위하여, calcium hydroxide는 3.0g/100ml이 필요하고, sodium hydroxide는

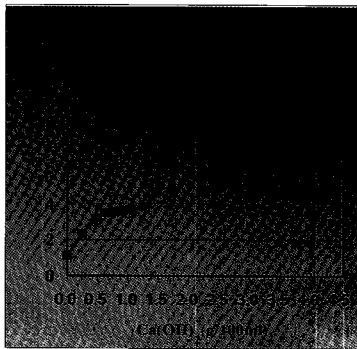


Fig. 4. pH change along with feed concentration of Ca(OH)₂.

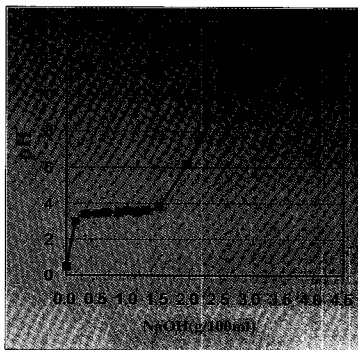


Fig. 5. pH change along with feed concentration of NaOH.

2.7g/100ml이 필요하다. 그러므로 동전기 침출액의 재이용을 위해 sodium hydroxide의 투입량이 적었고, sodium hydroxide 사용 시 침전속도는 빠르고 응집입자의 크기는 컸다.

Fig. 6과 Table 2는 calcium hydroxide와 sodium hydroxide로 침전 시 침전물의 입자크기를 보여준다. Calcium hydroxide에 의한 침전물들은 잘게 나누어져서 평균입자 크기는 약 1 μm에 불과했다. 반면에 sodium

Table 2. Cohesive particle size change along chemical species at pH 9 and 0.2g/100ml alum.

Label number	Chemical species	Cohesion size range (μm)	Cohesion average size (μm)	Cohesion shape	Supernatant/precipitate
1	Ca(OH) ₂	none	1	cakes	0.75(slow)
2	NaOH	100-200	150	Spear shaped and sharp	0.75
3	NaOH+Magnetite0.15	300-500	350	Sharp	0.75
4	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Polymer0.1	300-500	350	Polygon	none
5	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Polymer0.2	300-500	400	Polygon	none
6	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Polymer0.3	500-700	500	Polygon	none
7	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Magnetite0.05	500-1000	550	Sharp and polygon	0.7
8	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Magnetite0.15	500-1000	600	Sharp and polygon	0.7
9	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +Magnetite0.3	250-500	400	Sharp and polygon	0.7
10	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +ferric 0.05	300-500	350	Sharp and polygon	0.7
11	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +ferric 0.15	500-800	450	Sharp and polygon	0.7
12	NaOH+Al ₂ (SO ₄) ₃ +ferric 0.3	500-1000	500	Sharp and polygon	0.7

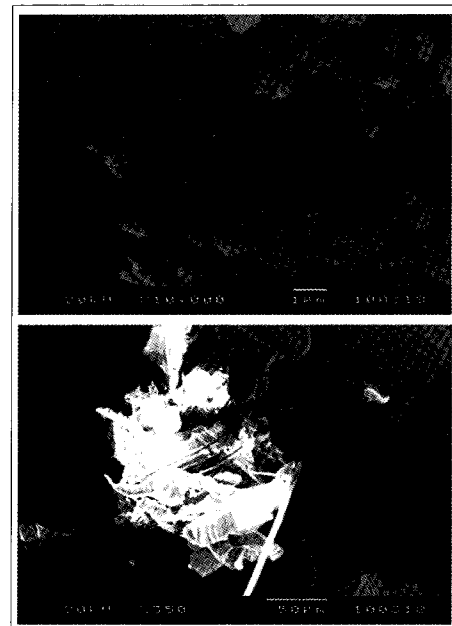


Fig. 6. Particle sizes of precipitate with Ca(OH)₂ (upper) and NaOH (lower).

hydroxide에 의한 침전물들은 서로 뭉쳐져서 평균입자 크기는 약 150 μm 이었다. 일반적으로 평균 입자크기가 증가할 때, 여과에 의해 침출 침전액 제거효율이 높고 안정적이라고 사료 된다. 그러므로 sodium hydroxide는 ammonium hydroxide와 calcium hydroxide보다 여러 면에서 침전제로 유리하므로 최적침전제로 선정되었다.

다. 최적 여과조건 선정

일반적으로 침전물 평균입자의 크기가 클수록, 침출 침전액으로부터 여과에 의한 우라늄 제거효율은 증가한다. 즉, 여과포의 입경이 3 μm 이므로 침전물의 크기가 3 μm 보다 크고 단단하여 부서지지 않으면 여과포를 통과할 수 없다. 본 연구에서 침전물의 크기는 SEM으로 측정하였으나 침전물의 부서짐에 대해서는 여과액 내의 금속이온농도로 예측했다. Table 2는 pH 9와 0.2g/100ml alum 조건하에서 투입 침전제 종류에 따른 응집입자크기를 보여준다. Fig. 7은 NaOH와 NaOH+magnetite를 혼합했을 때 발생된 각각의 침전입자의 크기를 보여준다. NaOH에 의한 평균입자크기는 150 μm 이고, 반면에 NaOH+magnetite에 의한 평균입자크기는 350 μm 였다. 침전입자의 크기가 클수록 우라늄 제거효율이 증가하기 때문에, NaOH+magnetite가 침전제로서 NaOH 보다 좀 더 유리했다. Fig. 8은 NaOH+magnetite와 NaOH+alum+magnetite를 혼합했을 때 발생된 각각의 침전입자 크기를 보여준다. NaOH+magnetite에 의한 평균 입자크기는 350 μm 이고,

반면에 NaOH+alum+magnetite에 의한 평균입자크기는 600 μm 였다. 그러므로 NaOH+alum+magnetite가 침전제로서 NaOH+magnetite보다 좀 더 유리했다.

Fig. 9는 NaOH+alum+0.1ml polyacrylamide와 NaOH+alum+0.2ml polyacrylamide를 혼합했을 때 발생된 각각의 침전입자 크기를 보여준다. NaOH+alum

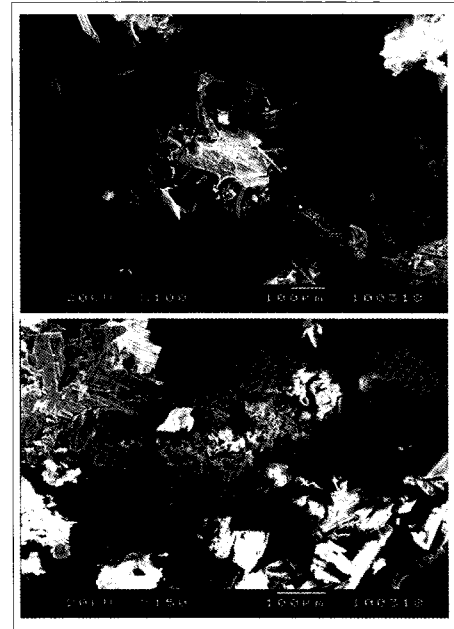


Fig. 8. Particle sizes of precipitate with NaOH+magnetite (upper) and NaOH+alum+magnetite (lower).

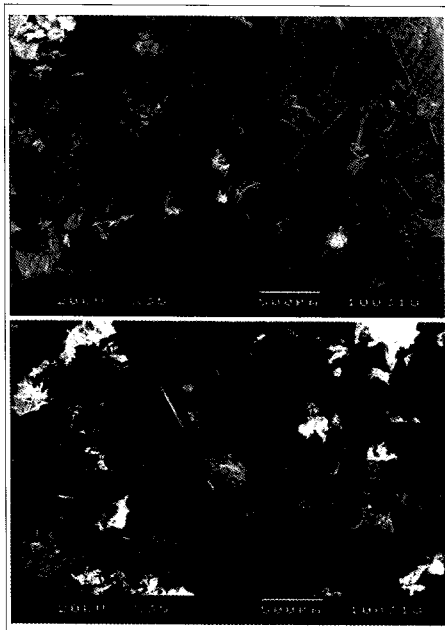


Fig. 7. Particle sizes of precipitate with NaOH (upper) and NaOH+magnetite (lower).

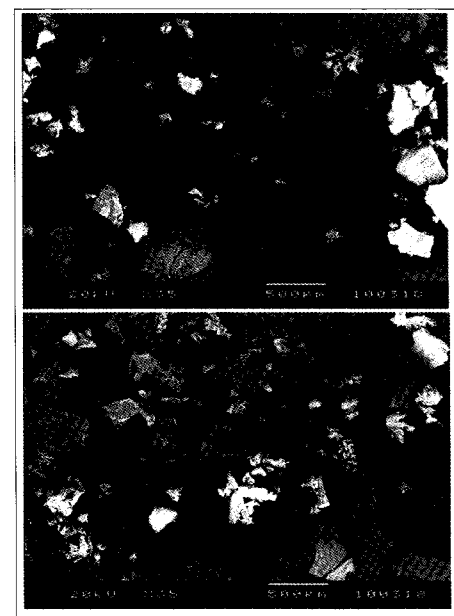


Fig. 9. Particle sizes of precipitate with NaOH+alum+0.1ml polyacrylamide (upper) and NaOH+alum+0.2ml polyacrylamide (lower).

+0.1ml polyacrylamide에 의한 평균입자크기는 350 μm 이고, 반면에 NaOH+alum+0.2ml polyacrylamide에 의한 평균입자크기는 400 μm 였다. 또한, Fig. 10은 첨가된 polyacrylamide 무게에 따른 응집입자크기의 변화를 보여준다. 또한, NaOH+alum+0.3ml polyacrylamide에 의한 평균입자크기는 500 μm 였다. 여기서 polyacrylamide를 많이 투입하면 할수록 응집입자의 크기가 커짐을 발견할 수 있었다.

Fig. 11은 NaOH+alum+0.05g magnetite와 NaOH+alum+0.15g magnetite를 혼합했을 때 발생된 각각의 침전입자 크기를 보여준다. NaOH+alum+0.05g magnetite에 의한

평균 입자크기는 550 μm 이고, 반면에 NaOH+alum+0.15g magnetite에 의한 평균입자크기는 600 μm 였다. 한편, Fig. 12는 첨가된 magnetite 무게에 따른 응집입자크기의 변화를 보여준다. 그러나 여기에서 magnetite를 0.15g/100ml를 투입하였을 때 평균응집입자의 크기가 가장 큰을 발견할 수 있었다. 즉, 0.3g/100ml를 투입하였을 때 응집입자의 크기 400 μm 으로 오히려 작아졌다.

Fig. 13은 NaOH+alum+0.15g ferric hydroxide와 NaOH+alum+0.3g ferric hydroxide를 혼합했을 때 발생된 각각의 침전입자 크기를 보여준다. NaOH+alum+0.15g ferric hydroxide에 의한 평균 입자크기는 450 μm

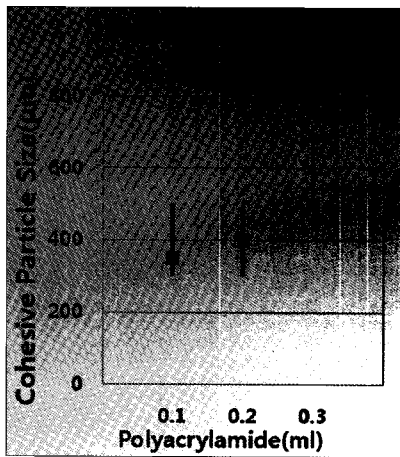


Fig. 10. Change of cohesive particle size along added with polyacrylamide volume

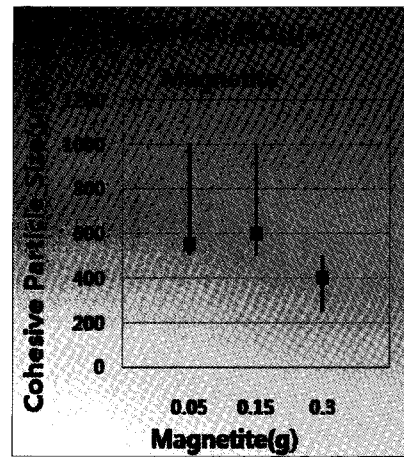


Fig. 12. Change of cohesive particle size along added with magnetite weight.



Fig. 11. Particle sizes of precipitate with NaOH+alum+0.05g magnetite(upper) and NaOH+alum+0.15g magnetite (lower).

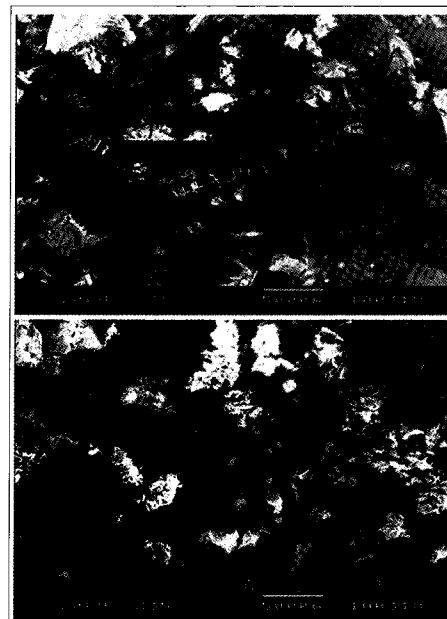


Fig.13. Particle sizes of precipitate with NaOH+alum+0.15g ferric hydroxide (upper) and NaOH+ alum+0.3g ferric hydroxide (lower)

이고, 반면에 NaOH+alum+0.3g ferric hydroxide에 의한 평균 입자크기는 500 μm 였다. 또한, Fig. 14는 첨가된 ferric hydroxide 무게에 따른 응집입자크기의 변화를 보여준다. 여기서 ferric hydroxide를 많이 투입하면 할수록 응집입자의 크기가 커짐을 발견할 수 있었다.

위의 실험 결과 NaOH+alum+0.15g magnetite을 투입하면 응집입자의 크기가 가장 커져서 여과에 유리하기 때문에 그것을 최적 침전 혼합제로 선정했다. 한편, Table 3은 침전 후 상등액과 여과 후 여과액 내의 금속농도를 보여준다. pH=9일 때, 침전 후 상등액에 우라늄농도는 0.2 ppm이하였고, 기타 금속이온 농도가 가장 작았다. 또한, pH=9일 때, 여과액 내의 우라늄농도는 0.2 ppm이하였고, Ca(II)이온, Mg(II)이온, 그리고 Si(IV)이온 외의 금속이온은 측정되지 않았다. 그러므로 최적 침전을 위하여 0.2g/100 ml alum와 0.15g/100ml magnetite투입 후 pH=9일 때까지 sodium hydroxide을 투입하여야 하며, 침전 후 처리된 여과액과 상등액 다음의 동전기 제염실험 시 전해액으로 재이용할 수 있다.

Table 3. Metal concentrations in supernatant after precipitation and filtrate after filtration.

Metal	Supernatant (NaOH+Alum0.2g+magnetite0.15g)				Filtrate pH=9	Original Leachate
	pH=7	pH=8	pH=9	pH=12		
U(VI)	26.2	<0.2	<0.2	1.8	<0.2	180
Ca(II)	520	383	<0.1	<0.1	4.5	470
Al(III)	78.0	<0.2	<0.2	807	-	1210
Fe(III)	<0.1	<0.1	<0.2	<0.1	-	182
K(I)	300	320	320	327	320	470
Mn(II)	26.4	0.68	<0.1	<0.1	-	31.3
Mg(II)	44.1	207	<0.1	<0.1	6.7	295
Si(IV)	10.8	3.3	-	-	0.54	33.3
Zn(II)	4.5	-	-	-	-	20.3

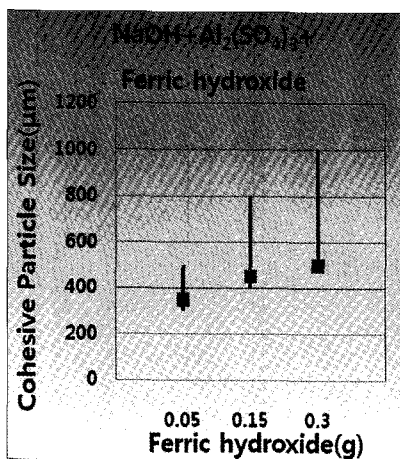


Fig. 14. Change of cohesive particle size along added with ferric hydroxide weight.

IV. 결론

동전기를 이용한 우라늄 제염 시 발생된 우라늄 침출액 내의 평균 우라늄농도는 180 ppm이었고, Mg(II), K(I), Fe(II), and Al(III) 평균 농도는 20 ppm~1,210 ppm이었다. Sodium hydroxide에 의한 총 침전량은 ammonium hydroxide에 의한 것보다 많았고, sodium hydroxide를 침전제로 투입하였을 때, 침전속도가 빠르고, 응집입자의 크기가 calcium hydroxide를 투입하였을 때보다 컸다. 우라늄침출액의 최적 처리공정은 혼합, 응집, 침전, 농축, 그리고 여과로 구성된다. 침전액의 pH를 11로 맞추기 위해, calcium hydroxide는 3.0g/100ml 그리고 sodium hydroxide는 2.7g/100ml이 필요했다. Ca(OH)₂에 의한 침전입자의 크기는 1 μm 이고, 반면에 NaOH에 의한 침전입자의 크기는 150 μm 이었다. 여과 시 침전입자의 크기가 클수록 우라늄 제거효율이 증가하였기 때문에, NaOH+magnetite는 침전제로서 NaOH 보다 유리했다. 여러 침전 실험 결과, 침출액 100ml 당 NaOH+0.2g alum+0.15g magnetite가 여과를 위한 최적 침전혼합제로 선정되었다. NaOH+0.2g alum+0.15g magnetite 투입 시 침전입자의 평균크기는 600 μm 이었다. pH=9에서 침전 후 상등액 내의 총 금속농도가 가장 작았기 때문에, 최적 침전을 위하여 0.2g/100 ml alum와 0.15g/100ml magnetite투입 후 pH=9일 때까지 sodium hydroxide을 투입하여야 한다.

Acknowledgement

This work was supported by the Nuclear Research & Development Program of the Korea Science and Engineering Foundation (KOSEF) grant funded by the South Korean government (MEST).

References

- [1] A. Ikeda, M. Aida, Y. Fujii, S. Kataoka, S. Annen, J. Sato, J., Nuclear science and Technology. 10, pp. 1099-1105 (2002).
- [2] W. Luo, S. D. Kelly, K.M. Kemner, D. Watson, J. Zhou, P.M. Jardine, and B. Gu, "Sequestering uranium and technetium through co-precipitation with aluminum in a contaminated acidic environment," Environ. Sci. Technol. 43, pp.7516-

- 7522 (2009).
- [3] B. Gu, S. C. Brooks, Y. Roh, P. M. Jardine, "Geochemical reactions and dynamics during titration of a contaminated groundwater with high uranium, aluminum, and calcium.," *Geochim. Cosmochim. Acta.* 67, pp. 2749-2761 (2003).
- [4] J. D. Istok, J. M. Senko, L. R. Krumholz, D. Watson, M. A. Bogle, A. Peacock, Y. J. Chang, D. C. White, "In situ bioreduction of technetium and uranium in a nitrate-contaminated aquifer," *Environ. Sci. Technol.* 38, pp. 468-475 (2004).
- [5] L. Couston, D. Pouyat, C. Mpulin, P. Decambox, "Speciation of uranyl species in nitric acid medium by time-resolved laser-induced fluorescence," *Appl. Spectrosc.* 49, pp. 349-353 (1995).
- [6] D. Langmuir, "Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposit," *Geochim. Cosmochim. Acta.* 42, pp. 547 (1978).
- [7] C. Moulin, I. Laszak, V. Moulin, C. Tondre, "Time-resolved laser-induced fluorescence as a unique tool for low-level uranium speciation," *Appl. Spectrosc.* 52, pp. 528-535 (1998).
- [8] P. Zhou, B. Gu, "Extraction of oxidized and reduced forms of uranium from contaminated soils, The effects of carbonate concentration and pH.," *Environ. Sci. Technol.* 39, pp. 4435-4440 (2005).
- [9] B. Gu, Y. Ku, P.M. Jardine, "Sorption and binary exchange of nitrate, sulfate, and uranium on an anion-exchange resin," *Environ. Sci. Technol.* 38, pp. 3184-3188 (2004).
- [10] P.K. Bhattacharya, R.D. Saini, P.B. Ruikar, "Reaction between Uranium(VI) and hydrogen peroxide in hydrochloric acid medium," *Int. J. Chem. Kinet.* 14, pp. 1219 (1982).
- [11] L. McFarlane, D. Rollwagen, "Hydrogen peroxide precipitation of uranium at Madawaha Mines," *Proceedings Canadian Mineral Processors, Ottawa, Jan. Paper No. 8, 139, pp. 19-21 (1982).*
- [12] R. Kunin, A Preuss, *Ind. Eng. Chem.* 48(8), 30A, (1956).
- [13] D. E. Chia, W. C. Cooper, *Hydrometallurgy.* 16. 1, (1986).
- [14] S.M. Badawy, "Uranium isotope enrichment by complexation with chelating polymer adsorbent," *Radiat. Phys. Chem.* 66, 67, (2003).
- [15] S.M. Badawy, A.M. Dessouki, "Cross-linked polyacrylonitrile prepared by radiation-induced polymerization," *J. Phys. Chem.* 107, pp. 11273 (2003).
- [16] H.M. Nizam El-Din, S.M. Badawy, A.M. Dessouki, "Chelating polymer granules prepared by radiation-induced homopolymerization, I Kinetic study of radiation process," *J. appl. Polym. Sci.* 77, pp. 1405 (2000).
- [17] M. Shamsipur, Y. Yamini, P. Ashtari, A Khanchi, M. Ghannadi-Marageh, *Separ. Sci. Technol.* 35, pp. 1011 (2000).
- [18] T. Miura, *Bunseki Kagaku.* 49, pp. 245 (2000).
- [19] H. E. Carter, P. Warwick, J. Cobb, G. Longworth, *Analyst.* 124, pp. 271 (1999).
- [20] T. Yokoyama, A. Makishima, E. Nakamura, *Anal. Chem.* 71, pp. 135 (1999)
- [21] O. Alhassanieh, A. Abdulhad, M. Ghafar, A. Aba, *Appl. Radiation Isotopes.* 51, pp. 439 (1999).
- [22] V. Karivam, K. H. Theimer, M. Lucic, *Fresenius J. Anal. Chem.* 360, pp. 527 (1998).
- [23] K. Lee, B. B. Jang, W. J. Kwon, J. Suh, *J. Pol. Sci., Part A Pol. Chem.* 37, pp. 4117 (1999).
- [24] S. Y. Bac, G. L. Southard, G. M. Murray, *Anal. Chim. Acta.* 397, pp. 137 (1999).
- [25] N.R. Mann, T.A. Todd, "Crossflow filtration testing of INEEL radioactive and non-radioactive waste slurries," *Chemical Engineering Journal.* 80, pp. 237-244 (2000).
- [26] S.M. Rao, C.K. Asnani, "Application of polyelectrolytes for solid-liquid separations in front end nuclear waste management," 10th international Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, 05, pp. 2268-2271 (2005).
- [27] 김재건, 이정호, 이용상, 류재봉, "핵연료 가공시설에서 발생하는 방사성액체폐기물 처리방법 분석," 한국방사성폐기물학회 춘계학술대회, pp.99-100 (2009).

- [28] 박경록, 조항래, 황태원, “액체폐기물 처리성능 향상을 위한 RO시스템 적용사례,” 한국방사성폐기물학회 춘계 학술대회, pp. 109-110 (2010)